Emissions de N_2O et lessivage de nitrate de sols en agriculture conventionnelle et biologique.

Mise en place d'un dispositif de mesures

Garnier J. [1]*, Vilain G. [1], Benoit M. [1]*, Mercier B. [1], Lugnot M. [1], Lassaletta L. [1], Billen G. [1], Ansart P.[2], C. Decuq[3]

[1]CNRS-UPMC, UMR Sisyphe, Boite 105, 4 place Jussieu, 75005 Paris

[2]IRSTEA, HBAN, Hydrosystèmes et bioprocédés, Centre d'Antony, 1, rue Pierre-Gilles de Gennes, Antony Cedex CS 10030 (site de Boissy-le-Châtel)
[3] INRA Unité Mixte de Recherche INRA / AgroParisTech "Environnement et Grandes Cultures" 78850 Thiverval – Grignon, France

*Josette.Garnier@upmc.fr, Marie.Benoit@upmc.fr

Sommaire

Résumé

1. Introduction ……..2

2. Site d'étude : le bassin versant de l'Orgeval et la Ferme de Chantemerle…..5

3. Matériel et méthodes
3.1 Caractéristiques des sols
3.2 Emissions directes de N2O par les sols agricoles
3.3 Détermination des potentiels de nitrification et dénitrification en batchs
3.4 Lessivage de l'azote
3.5 Concentrations en azote inorganique et N2O dissous dans l'aquifère
3.6 Méta-analyses
3.7 Mesures chimiques

4. Résultats ……7
4.1 Caractéristiques des sols
4.2 Emissions directes de N_2O par les sols agricoles
4.3 Détermination des potentiels de nitrification et dénitrification en batchs
4.4 Lessivage de l'azote
4.5 Concentrations en azote inorganique et N_2O dissous dans l'aquifère

5. Discussion et conclusion……14
6. Références bibliographiques……15

Résumé

La contamination nitrique représente une altération majeure de la qualité des eaux, tant superficielles que souterraines ; elle pose des problèmes pour la fabrication d'eau potable, mais conduit aussi à l'eutrophisation des eaux marines côtières, et diminue ainsi la biodiversité aquatique; elle est aussi une source majeure d'émission d'oxyde nitreux (N_2O), puissant gaz à effet de serre (GES) produit par les processus microbiologiques de nitrification et dénitrification.
Le contrôle de la pollution nitrique est donc à la croisée des objectifs de reconquête du 'bon état écologique' des eaux souterraines, superficielles et côtières (Directive Cadre sur l'Eau) et des efforts d'atténuation du changement climatique.
Les efforts réalisés en matière d'épuration des eaux usées étant maintenant arrivés au maximum de ce que l'on peut en attendre, il apparaît clairement que c'est au niveau des pratiques agricoles que subsistent les principales marges de progrès.
La réduction des intrants azotés et des fuites environnementales en agriculture conventionnelle par la préconisation des codes de bonnes pratiques a montré ses limites. De plus en plus, les gestionnaires des captages d'eau potable tentent d'encourager des pratiques alternatives d'agriculture à très bas intrants, comme l'agriculture biologique. Pourtant, très peu de données expérimentales existent actuellement sur les performances agronomiques et environnementales de ces pratiques,.
Notre projet débuté en 2011 a donc pour objectif de combler le déficit manifeste de données de référence concernant l'agriculture biologique, et d'interpréter ses effets environnementaux en termes de qualité de l'eau. Une exploitation en Seine-et-Marne, dont la moitié est en agriculture biologique, a été instrumentée et les mesures d'émission de N2O et de fuites sous racinaires du nitrate, sont désormais en voie d'acquisition.
Nous avons par ailleurs commencé à synthétiser les travaux de la littérature (publications référencées par Web of Science) pour toutes les zones tempérées en termes d'émission de N2O et NH3, de lessivage de nitrate, de rendements et de surplus en fonction des intrants, et très peu de travaux français apparaissent. C'est pourquoi, une collaboration s'engage avec les agriculteurs (en Brie, en Picardie pour l'instant), avec des chambres d'agricultures et la FNAB, pour instrumenter d'autres exploitations, et y enquêter pour établir un bilan azote de l'exploitation.

1 Introduction

Dans le cadre du PIREN-Seine, nos travaux ont largement contribué aux avancées scientifiques sur les transferts d'azote dans les continuums aquatiques (Cugier et al. 2005), et les derniers travaux de thèse de Vincent Thieu (2009, Sisyphe) et ceux de Paul Passy (en cours) montrent clairement que si l'épuration des eaux usées urbaines permet de réduire le phosphore au niveau de l'équilibre stœchiométrique avec la silice, la réduction de l'azote dans les stations d'épuration a très peu d'effet à la zone côtière (Thieu et. al., 2010a). Des scénarios plausibles de généralisation des 'bonnes pratiques agricoles' ne permettraient pas non plus d'améliorer les conditions d'eutrophisation à la zone côtière, par rapport à la situation présente. Pour explorer la possibilité de revenir à un équilibre stœchiométrique entre les apports de silice et d'azote, un scénario d'agriculture sans intrants d'engrais azotés synthétiques a été testé (Thieu et al., 2010b). Il permet de revenir à des concentrations d'azote nitrique correspondant au « bon état écologique » dans l'ensemble du réseau hydrographique, et de réduire très sensiblement les floraisons algales indésirables en zone marine côtière.

L'agriculture « biologique » se présente de plus en plus comme une voie crédible pour la solution des problèmes environnementaux liés à l'agriculture (Bachinger & Stein-Bachinger, 2000 ; Bonny, 2006): les objectifs fixés par le Grenelle de l'Environnement prévoient ainsi que l'agriculture biologique doit atteindre 6% de la SAU (Surface agricole utile) en 2012. Si en termes de pollution par les pesticides le bilan de l'agriculture biologique, qui n'en utilise pas, et l'action sur la préservation des sols sont évidemment

largement favorables, qu'en est–il du bilan d'azote ? Dans quelles conditions le remplacement des apports d'engrais synthétiques par l'azote fixé par les légumineuses conduit-il à un bilan de lessivage plus favorable, et à une diminution des émissions de gaz à effet de serre ?

Au cours de cette année 2011, nous avons donc instrumenté une exploitation agricole dont environ 1/3 a été convertie en agriculture biologique en 2009. Il s'agit de la Ferme de Chantemerle dans le bassin de l'Orgeval (Seine-et-Marne). Nous y avons installé des piézomètres afin de suivre les concentrations des forme de l'azote (nitrate et N_2O, en particulier), des bougies poreuses dans différentes parcelles (l'une encore en culture conventionnelle) pour y appréhender le lessivage sous-racinaire, des chambres d'accumulation destinées à mesurer les émissions de N_2O, ainsi qu'une station météo.

Par ailleurs, nous avons commencé une synthèse bibliographique, pour rassembler les données du lessivage sous-racinaire et des émissions de N_2O en agriculture biologique, en comparaison avec le conventionnel. Cette première recherche nous a au moins confortés dans notre démarche expérimentale, car peu de données existent dans la littérature.

Les travaux menés en 2011 sont donc encore préliminaires, d'autant qu'ils s'inscrivent désormais dans la cadre d'une thèse (DIM ASTREA, Région Ile-de-France), qui a débuté au 1er octobre 2011.

2 Site d'étude : le bassin versant de l'Orgeval et la Ferme de Chantemerle

L'étude a été conduite dans le bassin versant de l'Orgeval (bassin de la Seine) à 70km à l'est de Paris, drainé par l'Orgeval (ordre 3 de Strahler). Le climat est semi-océanique, avec des précipitations annuelles aux alentours de 700 mm et une température ambiante moyenne de 4°C en hiver et 19°C en été. La plus grande partie de la surface du bassin de l'Orgeval (104 km²) est couverte d'un dépôt loessien (plus de 10 m d'épaisseur). Cette couche supérieure est enrichie en profondeur par des calcaires et la couche inférieure enrichie en argile, à l'origine d'une nappe superficielle et de sols imbibés en hiver à cause de la faible perméabilité du sol.

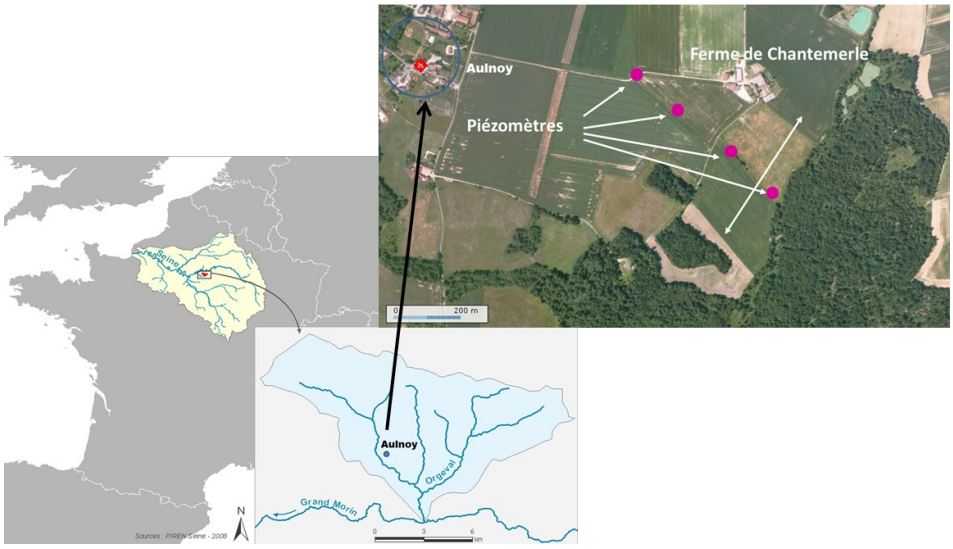

Figure 1 : Localisation Bassin de L'Orgeval à gauche. Transect piézométriques à droite. Le corps de ferme de Chantemerle est indiqué, ainsi que la commune d'Aulnoy.

L'Orgeval, situé dans la petite région agricole (PRA) de la Brie Laitière est occupé à 81% par des cultures et des prairies, 18% par des forêts et 1% par des zones urbaines ou des routes. Depuis les années 1960, 35 % de la surface agricole utile (SAU) a été drainée ce qui permet, lors des hivers pluvieux, de limiter l'imbibition des limons par infiltration et remontée des nappes. La polyculture élevage a été remplacée par une production intensive de céréales.

Le site a été équipé de quatre piézomètres le long d'une pente de l'exploitation (Figure 1). Ces piézomètres (profondeur, 3-10 m), atteignent les eaux souterraines phréatiques de la Brie. Dans un premier temps, ces piézomètres nous permettront de comparer la qualité de la nappe par rapport à l'autre site que nous avions étudié plus à l'Est dans le bassin de l'Orgeval en 2009-2010 (Vilain et al., 2011). Nous espérons, sans doute à plus long terme, observer les effets de l'agriculture biologique en termes de nitrate et de N_2O.

En ce qui concerne, l'exploitation des terres agricoles (Figure 2), la rotation en agriculture biologique (AB) se réalise sur huit ans (de type Luzerne-luzerne-blé1-lin-blé2-féveroles-blé3-triticale), et celle en agriculture conventionnelle (AC) sur trois ans (classiquement, avec une rotation principale Maïs (ou Betterave)-Blé-Orge). Nous avons équipés 4 parcelles en en bougies poreuses (3 en AB et 1 en AC), deux parcelles en chambres d'accumulation (AC et AB) (cf. Figure 1). La station météo (Campbell) permet d'enregistrer les données d'humidité du sol (à 2 sites et à trois profondeurs 10, 30 et 50 cm) et la température des sols et de l'air, ainsi que la lumière incidente, et la pluviométrie.

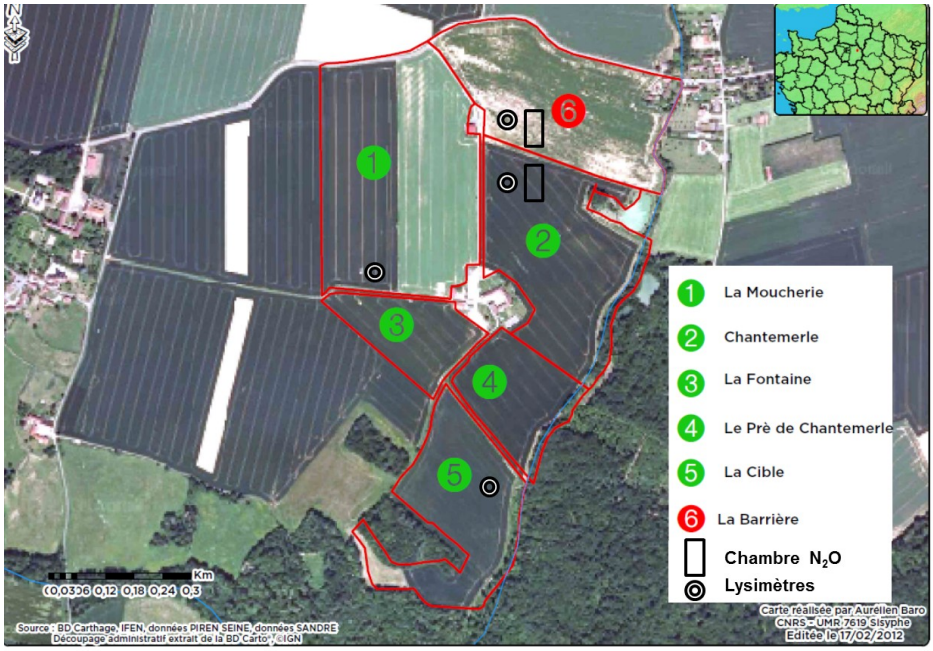

Figure 1 . Parcellaire du site étudié : les chiffres correspondent aux parcelles étudiées, en AB (vert) et AC (rouge).

Au cours de la thèse (c-à-d durant la phase 6 du PIREN-Seine), le lessivage de nitrate sera étudié au cours d'une rotation complète sur les différentes parcelles (Tableau 1).

De Février à Septembre 2011, les parcelles 2 (AB) et 6 (AC) ont été étudiées, les deux étant séparés par une bande enherbée de trèfle. La parcelle conventionnelle était au début de l'année 2011en culture de betteraves, fertilisée avec de l'engrais minéral sous forme liquide (90 Unités d'azote, solution azotée 35% le 12 mars 2011), puis en blé (fin octobre 2011). La parcelle 2 est en agriculture biologique depuis seulement 3 ans et était cultivée en triticale, jusqu'à la récolte en juin 2011, suivie par une couverture de moutarde jusqu'en novembre 2011.

Tableau 1 : Rotations culturales sur les différentes parcelles étudiées

Nom de la parcelle	**2011**	**2012**	**2013**	**2014**
Chantemerle (AB)**	**Triticale (moutarde)**	**Féverolle/ lin**	**Blé**	**Luzerne**
La barrière (AC)**	**Betterave /Blé**	**Blé /Pois**	**Betterave**	**Blé**
La Moucherie (AB)*	**Luzerne**	**Luzerne**	**Lin**	**Féverolle**

*La Cible (AB)**	Blé / Seigle (moutarde)	Fèves	Blé (moutarde)	Féverolle

**** : équipée de bougies poreuses et de chambres d'accumulation**
*** : équipée de bougies poreuses**

3 Matériel et méthodes

3.1 Caractéristiques des sols

Chacune des parcelles a été échantillonnée pour établir une caractéristique des sols avant chaque nouvelle culture afin de déterminer d'une part les teneurs en eau gravimétrique par séchage à l'étuve à 105°C pendant 48 heures et la perte au feu (indicateur du contenu en matière organique) pendant 4 heures à 450°C. Ces mesures nous permettent de déterminer le taux de saturation des pores du sol, également noté WFPS (Water Filled pore Space). D'autre part, les échantillons sont analysés à l'INRA-Arras, afin d'obtenir les quantités totales de carbone, d'azote et de phosphore, ainsi que la granulométrie des échantillons.

3.2 Emissions directes de N_2O par les sols agricoles

Les mesures d'émissions de N_2O par les sols ont été conduites à un rythme hebdomadaire à bi-mensuel de mai 2008 à août 2009 en utilisant la technique des chambres d'accumulation statiques (Hutchinson et Livingston, 1993). Cinq séries de cinq chambres (50 cm × 50 cm × 30 cm) ont été enfoncées dans le sol à une profondeur approximative de 15 cm, le long de la pente, et laissées en place tout au long du cycle cultural. Les chambres ont été retirées uniquement lors des travaux du sol comme la fertilisation ou la récolte. Quand la végétation dépassait la hauteur des chambres, celles-ci ont été surmontées de rehausses de 50 cm de hauteur.

Le principe des chambres d'accumulation est de fermer hermétiquement le volume au-dessus d'une surface émettant ou consommant du gaz, de sorte que le gaz ne puisse pas s'échapper. Pour cela, pour chaque mesure, les chambres sont fermées à l'aide d'un couvercle hermétique équipé d'un septum permettant le prélèvement du gaz après accumulation. Le taux d'enrichissement en gaz est alors contrôlé périodiquement, quatre échantillons de gaz sont prélevés dans chaque chambre (0, 10, 20, 30 minutes après fermeture ou 0, 30, 60, 90 minutes lorsque les rehausses sont en place) avec une seringue Terumo® et transférés dans un flacon vidé de 12.5 mL (Labco Exetainer®).

3.3 Détermination des potentiels de nitrification et dénitrification en batchs

Les potentiels de nitrification et de dénitrification permettent de déterminer les taux maximum de production de nitrates (NO_3-) par nitrification et de réduction de nitrates par dénitrification ainsi que le taux de production de N_2O associé (mais aussi de CO_2 et CH_4) dans les conditions respectives des deux processus (cf. Garnier et al., 2010 pour la dénitrification et Cébron et al., 2005 pour la nitrification). Les échantillons sont placés dans ces conditions optimales de réaction et nous pouvons ainsi comparer nos deux types de sol (conventionnel et biologique) à deux profondeurs différentes.

Trois campagnes de prélèvements de sol ont été réalisées en 2011 : le 25 janvier, le 22 mars 2011 et le 30 novembre (pas montrée ici, cette dernière expérience n'est pas complétement analysée) ; ces prélèvements ont été réalisés à la tarière à deux profondeurs (horizon superficiel : 20cm et profond : 100cm), sur chacune des parcelles (2 et 6). Des volumes de 400 ml de sol sont prélevés et conservés au frais jusqu'à leur incubation au laboratoire, le lendemain du prélèvement. Notons que la parcelle en agriculture conventionnelle avait été fertilisée le 12 mars, alors que celle en agriculture biologique n'a pas reçu de traitement.

Le sol est tamisé, puis, un sous-échantillon de 5g est placé dans un tube à l'obscurité. Une solution de KNO_3 (60 mgN L^{-1}) est préparée pour la mesure des potentiels de dénitrification et une solution de NH_4Cl (30 mgN L^{-1}) pour la mesure des potentiels de nitrification ; chacune de ces solutions sont « flushées » au N_2 pour la

dénitrification (conditions anoxique) et à l'air ambiant (20.95% de O2) pour la nitrification.
Chacun des flacons a ensuite été incubé en triplicats pendant 6 temps : T0, 1 heure, 2heures, 3heures, 4heures et 6 heures .
Compte tenu de ces durées et du nombre d'échantillons à traiter (2 types de sols sur deux profondeurs) l'expérimentation s'étale sur 2 jours.

3.4 Lessivage de l'azote

Afin de prélever la solution du sol, des bougies poreuses (ou lysimètres) ont été placées sur trois différentes parcelles afin de suivre la totalité d'une rotation en AB au cours des 3 années de mesures, ainsi que sur la parcelle en AC. Les bougies poreuses sont des dispositifs de prélèvements de l'eau libre du sol, comportant une chambre de mise en dépression pour récolter l'eau du sol à travers une céramique poreuse. Les solutions sont récupérées après les événements pluvieux.

3.5 Concentrations en azote inorganique et N_2O dissous dans l'aquifère

Le niveau et la qualité des eaux souterraines ont été suivis à intervalles d'environ une ou deux semaines ou à partir du printemps 2008 au printemps 2010. L'eau souterraine a été échantillonnée à l'aide d'une pompe immergée, en vidant le piézomètre avant le prélèvement, afin d'éliminer l'eau stagnante.

L'eau prélevée est alors transférée dans un flacon en PVC de 2L pour le transport vers le laboratoire. Les échantillons d'eau pour le dosage du carbone organique dissous (DOC) ont été recueillie dans des flacons en verre après filtration sur filtres GF / F Whatman grillés (0,4 um de porosité, 500°C pendant 4 h) et acidifiés sur le terrain (0,1 ml H_2SO_4 4 M dans 30 mL). Les échantillons d'eau pour le dosage du N_2O dissous sont recueillis dans des flacons en verre de 100 mL, sans bulles d'air, et fixés au $HgCl_2$ 6% afin de stopper toute activité biologique, et sont ensuite scellés avec un septum en caoutchouc et un anneau en métal. Les échantillons d'eau pour le dosage du NO_3^-, NH_4^+, NO_2^-, PO_4^{3-} ont été analysés après filtration (GF / F) et conservation à -18 ° C. L'oxygène dissous a été déterminée sur le terrain à l'aide d'un oxymètre portable (YSI Pro20); le pH et la température ont été mesurés à l'aide d'un pH-mètre portatif (Bioblock 93286 IP 67) couplé à une sonde de température.

3.6 Meta-analyse des données de la littérature

Afin de pouvoir comparer plusieurs études sur des sites différents, une méta-analyse des données de la littérature est en cours. Nous avons ciblé nos recherches sur les émissions de GES (N_2O, CH_4, CO_2, NH_3), le lessivage des nitrates et les rendements obtenus en AB et AC.
Nous avons recherché sur Web of Science les mots clés suivants : ("organic crop" OR "organic cropping" or "organic farm*" or "organic agriculture" or "organic vegetable" or "organic dairy" or "organic system*") and (nitrogen or nitrate or ammonia or "nitrous oxide" or NH_3 or N_2O or NO_3). Cette formule nous a permis d'obtenir 860 publications. Par la suite, ces publications ont été triées manuellement, selon leur lien avec le sujet. Finalement seulement 217 publications ont été sélectionnées pour procéder à la méta-analyse.
Concernant le lessivage sous racinaire en AB, nous avons obtenu seulement 42 publications internationales, mais aucune ne concerne des sites en France.

3.7 Mesures chimiques

3.7.1 Formes inorganiques de l'azote

L'ammonium et le nitrate contenu dans l'eau interstitielle du sol ont été extraits par agitation de 5g de sol avec une solution de KCl 1M pendant 2h. Les suspensions ont ensuite été centrifugées pendant 10 minutes à 3000 tours/min et le surnageant récupéré. Les extractions ont été conservées à -10°C jusqu'à l'analyse.

L'ammonium (NH_4^+) a été mesuré sur eau filtrée (GF/F 0.7µm de porosité) à l'aide d'un analyseur automatique (Quaatro) selon la méthode au bleu d'indophénol de Slawyk et MacIsaac (1972).

Les nitrates (NO_3^-) ont été mesurés sur eau filtrée, après réduction au cadmium en nitrites (NO_2^-), qui ont été mesurés par la méthode à la sulfanilamide selon Jones (1984).

Les nitrites (NO_2^-) ont été mesurés avant la réduction au cadmium.

Les analyses du contenu en $C_{organique}$ total et N_{total}, ainsi que la granulométrie du sol ont été effectuées au laboratoire de l'INRA d'Arras (Institut National de Recherches Agronomiques, http://www.arras.inra.fr/) selon les normes NF ISO 10694 and NF X 31-107 respectivement.

3.7.2 N_2O dissous

Un échantillon de 20mL est introduit dans une ampoule et dégazé à l'aide d'un gaz vecteur (mélange Argon-Méthane), capturé dans un piège thermorégulé. Après désorption, les concentrations de N_2O sont déterminées en triplicat avec un Chromatographe en Phase Gazeuse (CPG) de type Perichrom (ST 200) équipé d'une électrode à capture d'électron.

3.7.3 N_2O gazeux

Les concentrations en N_2O dans les échantillons de gaz ont été analysées au laboratoire à l'aide d'un chromatographe en phase gazeuse (Varian 3800) couplé à un détecteur à capture d'électrons (ECD). La séparation des gaz s'effectue dans une pré-colonne et une colonne remplie au Hayesep Q 80/100. Les concentrations sont alors calculées en comparant les aires des pics avec ceux obtenus avec les étalons N_2O (0.205 ; 0.540 et 3.30 ppm) et les flux de N_2O sont déterminés en calculant la pente de la droite de régression linéaire des concentrations de N_2O en fonction du temps (Livingston et Hutchinson, 1995).

4 Résultats

4.1 Caractéristiques de sols

Les caractéristiques physico-chimiques n'ont à ce jour été déterminées que pour les parcelles 2 (AB) et 6 (AC) en hiver 2011.

Les sols étudiés possèdent des textures identiques (loam limoneux) composés majoritairement de limon (en moyenne 61%). Seul le sol sous agriculture biologique à 100 cm de profondeur est en majorité composé de sable (43.2%). Selon la classification de la FAO, les sols étudiés sont des pseudo-gleysols (Tableau 2).

Tableau 1. Granulométrie des sols étudiés.

	Argile, %	Limon, %	Sable, %
AB 20 cm	23.6	61.3	15.1.
AB 100 cm	23.4	33.4	43.2
AC 20 cm	22	64.5	13.5
AC 100 cm	26.4	57.3	16.3

De même que pour la granulométrie, les teneurs en azote et carbone des sols sont quasiment identiques, tant en agriculture biologique que conventionnelle, avec un ratio C/N proche de 10, que ce soit à 20 ou 100 cm de profondeur (Tableau 1).

Les teneurs en matière organique sont aussi équivalentes pour les deux parcelles, en moyenne 20.80 g/kg pour les deux parcelles en superficie et 6.6 g/kg en parcelle biologique contre 9.15 g/kg en conventionnel pour les sols profonds.

Sur les sols superficiels sous agriculture conventionnelle les quantités d'ammonium et de nitrates le 22 mars sont bien supérieures à celles du 25 janvier, dans un rapport de 20 à 40 (respectivement 59,20 gN-NH4/kg et 82,93gN-NO3/kg en conventionnel au lieu de 2.20 g N-NH4/kg et 2.81 g N-NO3/kg en AB) en raison de la fertilisation azotée de cette parcelle. Pour la parcelle en agriculture biologique, les quantités d'ammonium et de nitrates le 22 mars augmente un peu, mais d'un facteur 2 à 5 entre le 25 janvier et le 22 mars (respectivement 1.57 gN-NH4/kg et 1.09 gN-NO3/kg au lieu de 7.57 g N-NH4/kg et 2.56 g N-NO3/kg), (Tableau).

Tableau 3. Caractéristiques des sols en agriculture biologique et conventionnelle aux profondeurs de 20 cm et 100 cm mesurées le 25/01/2011 et 22/03/2011.

		prof	Humidité massique	Perte au feu	NO_3^-	NH_4^+	C	N	C/N	Matière organique
		cm	%	%	mgN kg^{-1}soil	mgN kg^{-1}soil	g/kg	g/kg		g/kg
25/01/11	AB	20	17.76	2.86	1.09	1.57	11.90	1.19	10.00	20.70
		100	15.87	1.81	0.34	1.10	3.85	0.39	9.89	6.66
	AC	20	18.32	3.04	2.81	2.20	12.10	1.21	9.96	20.90
		100	18.30	2.12	1.15	1.20	5.29	0.55	9.71	9.15
22/03/11	AB	20	16.73	2.87	2.56	7.57	11.90	1.19	10.00	20.70
		100	24.01	2.54	0.49	3.75	3.85	0.39	9.89	6.66
	AC	20	19.73	3.56	82.93	59.20	12.10	1.21	9.96	20.90
		100	18.14	2.33	3.11	4.13	5.29	0.55	9.71	9.15

4.2 Emission de N_2O par les sols agricoles

Pour chaque type d'agriculture, les valeurs d'émissions des gaz entre les deux séries de chambres dans chaque parcelle sont moyennées de sorte à présenter des moyennes d'émissions en parcelle AB vs. AC (Figure 3).

Les émissions de N_2O sont faibles dans la parcelle sous agriculture biologique (de -0.5 à 1 gN-N_2O ha^{-1} j^{-1}) comparées à la parcelle sous agriculture conventionnelle (de -0.02 à 3.9 gN-N_2O ha^{-1} j^{-1}) () pendant la première moitié de l'année, mais ces émissions sont équivalentes à l'automne pour les deux parcelles (environ 2 gN-N_2O ha^{-1} j^{-1}). Cette différence apparaît liée à la fertilisation du début mars, ainsi que nous l'avions déjà observé précédemment (Vilain et al., 2010). La similitude entre les émissions en AB et AC à l'automne peut être liée à l'absence de pluie automnale, facteur que nous avions montré à l'origine d'un pic en AC en 2009 (Vilain et al., 2010).

Les quelques références bibliographiques que nous avons à ce jour analysées montrent que les émissions de N_2O en AB sont de l'ordre de 30 % moins élevées que les émissions en AC (Figure 4). Compte tenu de la variabilité et du peu d'études concernées à ce jour par cette analyse, nous devons considérer ce résultat comme préliminaire.

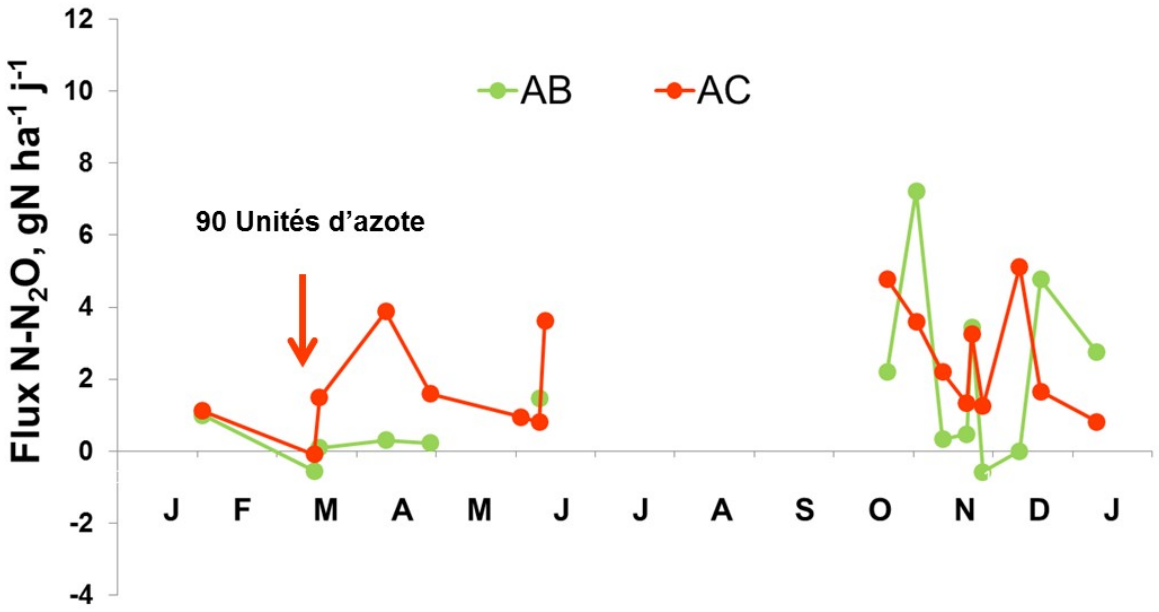

Figure 3. Emissions de N_2O, par les sols sous agriculture biologique (AB) et conventionnelle (AC) de février 2011 à janvier 2012. La flèche verticale indique la fertilisation de la parcelle conventionnelle (AC).

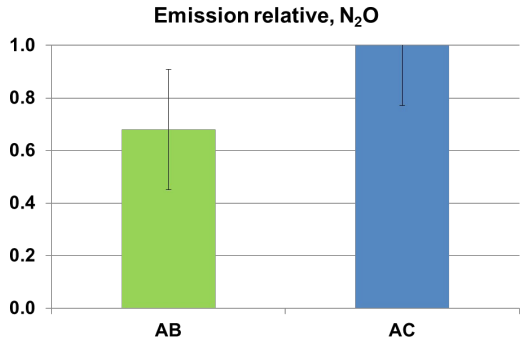

Figure 4. Emissions relatives moyennes de N_2O, par les sols sous agriculture biologique (AB) et conventionnelle (AC) issues de quelques travaux publiés (valeurs provisoires, analyse en cours).

4.3 Nitrification, dénitrification et émission de N_2O

Les potentiels, tant de nitrification que de dénitrification, sont toujours supérieurs pour les sols de surface par rapport aux horizons plus profonds (Figure 5), de l'ordre de 0.5 à 1 µg g^{-1} h^{-1} contre <0.5 µgN oxydé g^{-1} h^{-1} pour la nitrification, et de 0.7 à 1.5 µg µgN oxydé g^{-1} h^{-1} contre <1 µgN oxydé g^{-1} h^{-1} pour la dénitrification.

Les taux de ces potentiels augmentent sensiblement entre janvier et mars, mais sont bien plus faibles en novembre, malgré les conditions optimales, en température, en substrats azotés (NH_4 pour la nitrification, NO_3 pour la dénitrification).

Alors que les sols en AC et AB ont un comportement similaire pour la dénitrification, la nitrification semble un peu plus faible pour les sols en AB par rapport à ceux en AC (Figure 5). Il est possible que la fertilisation des sols en AC entre les deux dates puisse favoriser la nitrification plus que la dénitrification, à cette période

de l'année 2011 où la pluie est déjà déficitaire. Nous pouvons remarquer que les émissions de N_2O associées sont beaucoup plus faibles pour la nitrification que pour la dénitrification, d'un facteur d'environ 50 à 100 et qu'elles sont plus importantes en surface qu'en profondeur (Figure 5).

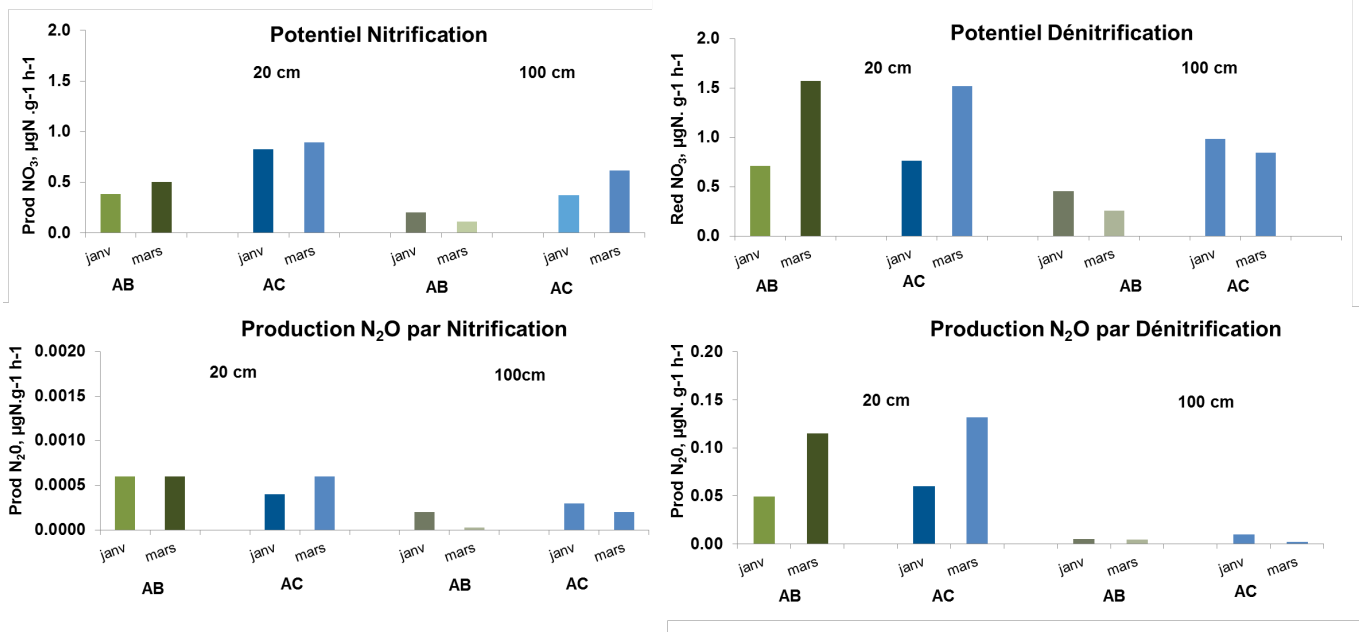

Figure 5. Taux potentiels de production de nitrate par nitrification (gauche) et de réduction de nitrate par dénitrification (droite) les 25/01/2011 et 22/03/2011 par les sols en agriculture biologique (AB) et agriculture conventionnelle (AC). En bas, émissions de N_2O correspondantes.

4.4 Lessivage de nitrate sous-racinaire des sols agricoles

D'après nos premiers résultats, les concentrations en nitrate sous racinaire (N-NO3 en mgN/L) sont 3x plus élevés lors de la première période de lixiviation hivernale sous culture de blé après deux années de culture de luzerne en AB () que sous la culture de Blé cultivé en AC, ayant reçu une fertilisation minérale de 150 unités d'azote en mars 2011 (Erreur : source de la référence non trouvée).

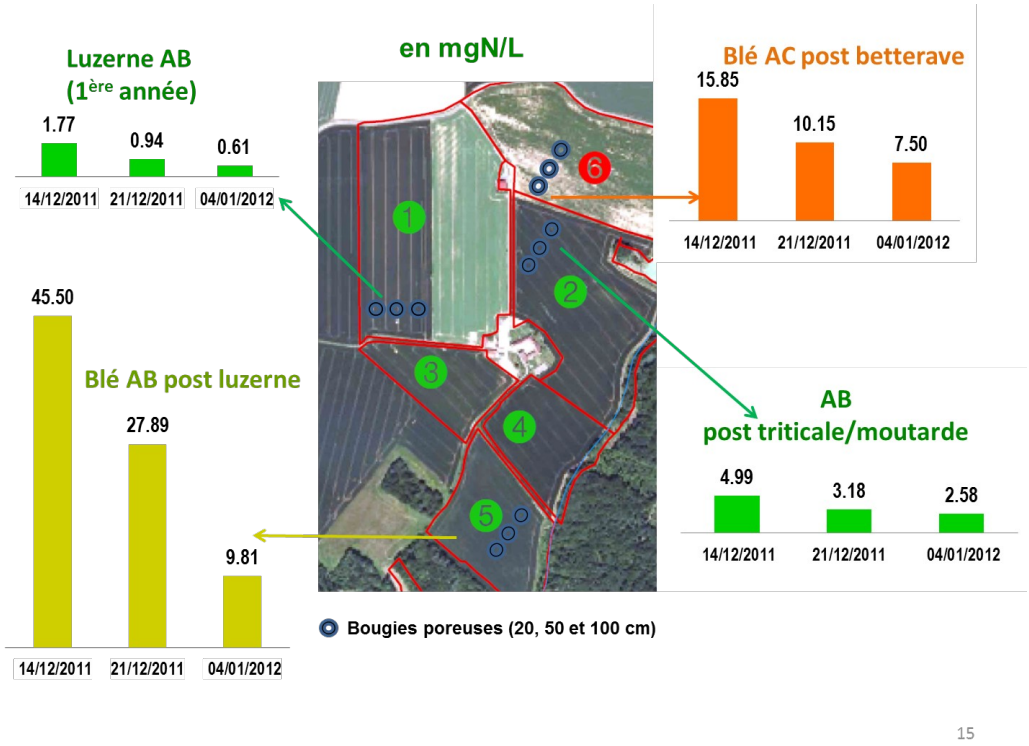

Figure 6 : Résultats du lessivage sous racinaire en mgN/L en AB et en agriculture conventionnelle en décembre 2011 et janvier 2012.

Toutefois, les cultures en AB (ici luzerne et moutarde post-triticale) qui n'ont pas été précédées de la culture de légumineuses présentent moins de lessivage de nitrate que les cultures en AC aux premières pluies de l'hiver (Figure).

On constate dans tous les cas, une diminution de la quantité de nitrate lessivée au cours du temps, du fait de l'amoindrissement des quantités présente dans le sol.

Il est important de noter que nous avions posé des bougies poreuses dès le début de l'année 2011 sur le site de Chantemerle, mais que compte tenu des conditions météorologiques sèches nous n'avons pas obtenu de résultats avant décembre 2011.

Afin d'enrichir ce jeu de données encore peu fourni, nous avons analysé les quelques données obtenues de janvier à mars 2010 sur la ferme du Derrier aussi sur le bassin de l'Orgeval, exploitée en agriculture conventionnelle (Cf Thèse de Guillaume Vilain, 2010).

Ces premiers résultats montrent, les fuites d'azote sous-racinaires en AB sont généralement notablement plus faibles qu'en agriculture conventionnelle, sauf après le retournement de la luzerne (Figures 7 et 8). Nous ne pouvons toutefois pas conclure à ce stade car nous n'avons pas exploré les rotations complètes ni de l'agriculture biologique, ni de l'agriculture conventionnelle.

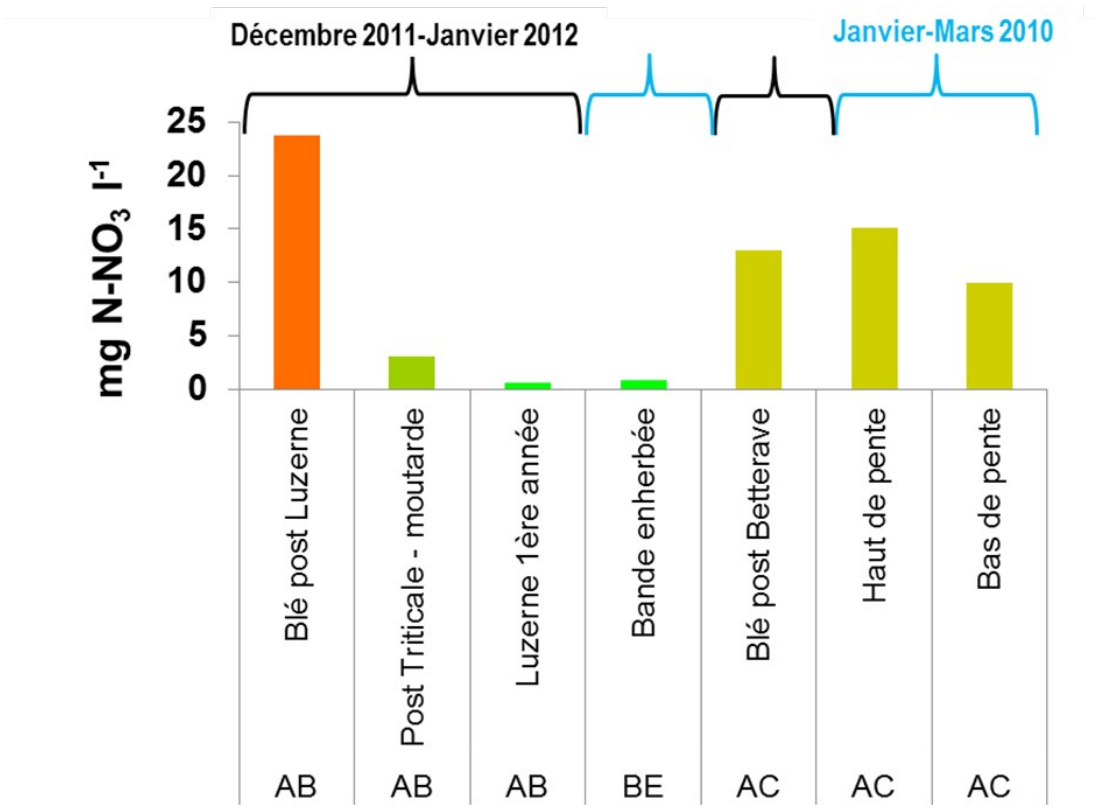

Figure 7 : Résultats du lessivage sous racinaire en mgN/L, moyennés, en AB et en AC sur l'exploitation du Derrier de janvier à mars 2010 et sur celle de Chantemerle en décembre 2011.

Nos premières mesures montrent qu'en moyenne le lessivage sous-racinaire en AB est d'au moins 30% inférieur à celui en AC (sans considérer le lessivage sous-racinaire de la bande enherbée qui n'est comme en AB, pas fertilisée, cf. figure 7). Ces résultats sont en cohérence avec les résultats trouvés jusqu'à présent dans la littérature (Figure 8 droite).

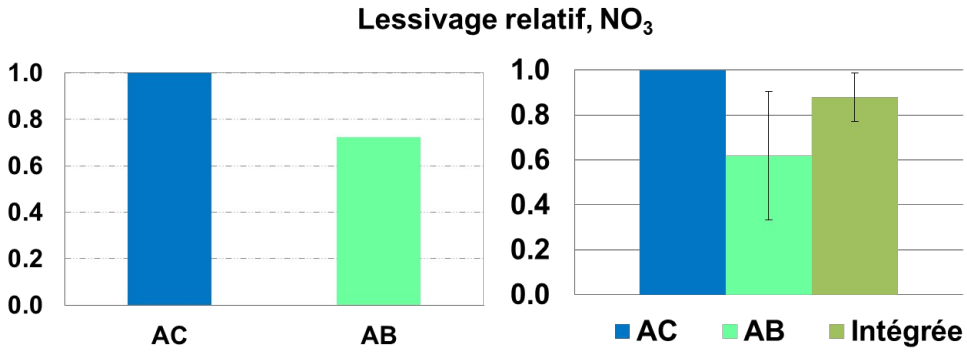

Figure 8 : Résultats du lessivage sous racinaire en mgN/L, en AB et en AC : à gauche, les valeurs expérimentales moyennes obtenues sur le bassin de l'Orgeval, à droite, les valeurs obtenues d'une synthèse bibliographique encore en cours.

Alors qu'il est extrêmement important d'analyser des données chiffrés du lessivage sous racinaire dans des conditions pédoclimatiques variées, tout en considérant une variété de pratiques agricoles, dans un gradient du conventionnel au biologique, la première étape de notre méta-analyse conduit à répertorier un total de seulement 41 articles qui ne seront pas nécessairement tous utiles pour la construction d'un jeu de données (Figure 9). **Aucun n'a été trouvé pour la France**.

Outre les 35 travaux publiés trouvés en Europe, 4 concernent les USA, 1 le Canada, et 1 la Nouvelle Zélande.

Figure 9. Cartographie des travaux répertoriés traitant du lessivage de nitrate sous-racinaires comparé en AB et AC.

4.5 L'azote dans l'aquifère

Les 3 mois de mesures dans l'aquifère montre une diminution progressive de la température de 18°C pour les piézomètres les moins profonds (14°C pour celui du haut de pente) en octobre à 10-11°C en décembre (homogène pour les différents piézomètres), avec une augmentation ponctuelle de quelques degrés fin novembre qu'il faudra interpréter avec les données de variations du niveau du toit de la nappe et avec les données de pluviométrie (Figure 10).

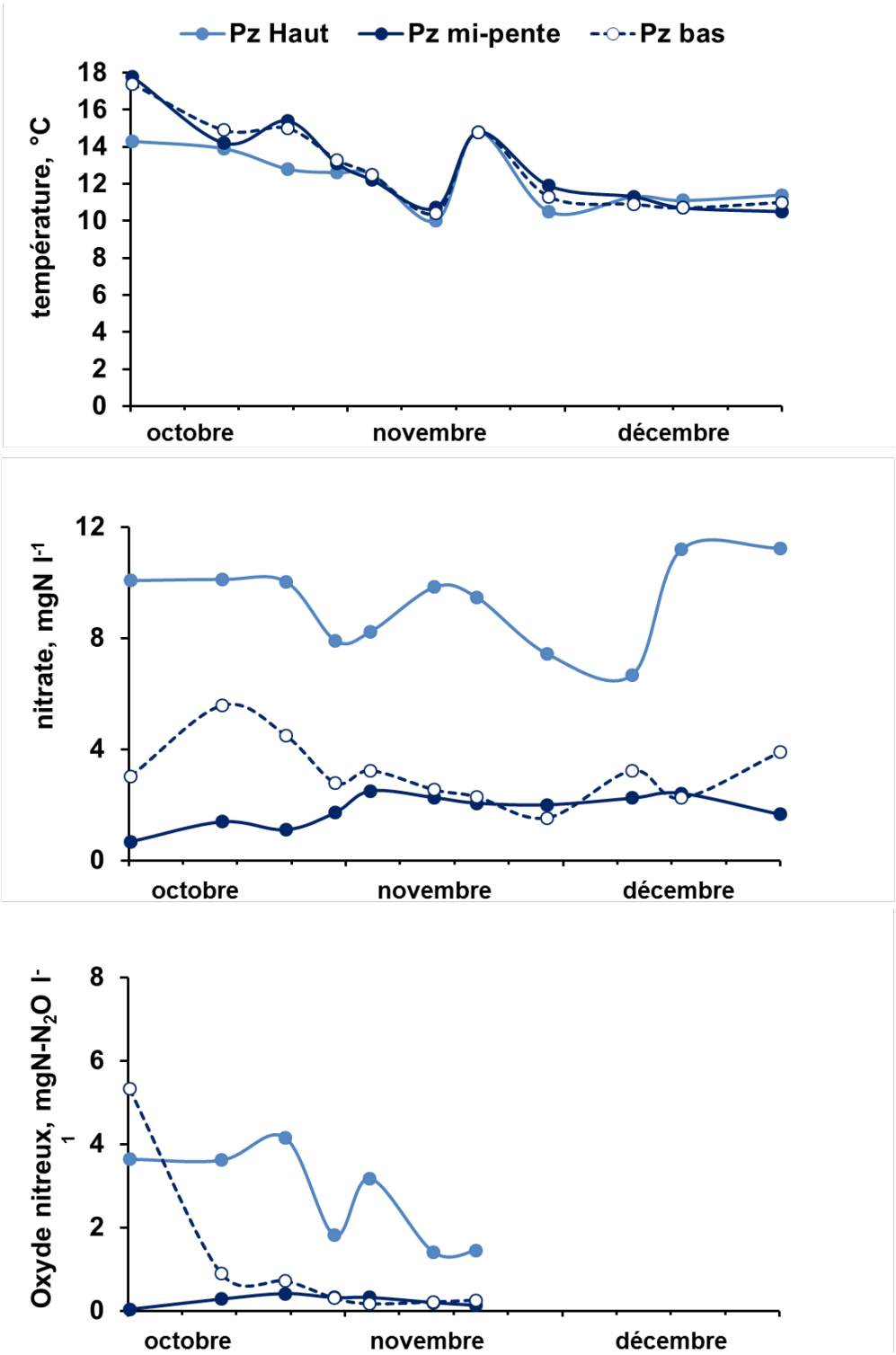

Figure 10. Variations, de octobre à décembre 2011, de la température, des concentrations en nitrate et en oxyde nitreux dans les 3 piézomètres, du plateau à la rivière, de la ferme de Chantemerle.

La différence de concentrations en nitrate entre l'eau du piézomètre du haut de pente et ceux de la mi-pente et du bas de pente est impressionnante, de 9 mgN/L à 2 et 3 mgN/L respectivement en moyenne sur la période. Il semble en être de même pour le N_2O qui n'a pas pu être analysé sur toute cette période de 3 mois.

Il est prématuré de donner une interprétation à ces différences. Une diminution des concentrations en nitrate dans la pente peut être due à une dénitrification; malgré les concentrations en oxygène de l'ordre de 3-4

mgO_2/L, il est possible que de la dénitrification puisse se produire dans des microsites anoxiques. Toutefois si l'on se réfère aux travaux de Vilain et al. (2011), la diminution dans la pente de l'exploitation du Derrier ne se produisait que dans le piézomètre de bas de pente, au bord de la rivière, lorsque la nappe entrait en contact avec les couches superficielles, microbiologiquement actives, du sol. La diminution à mi-pente sur l'exploitation de Chantemerle pourrait être liée aux pratiques d'agriculture biologique, ce qui que nous n'attendions pas déjà, après seulement 3 ans de conversion.

Il reste que, malgré ces résultats prometteurs, les 3 mois de suivi dans des conditions hydro-météorologiques extrêmement sèches, sont tout à fait insuffisants, et que nous prévoyons au moins 2 ans d'observations sur ces piézomètres dans le cadre de la thèse en cours.

5 Discussion et conclusion

Il existe un déficit manifeste de données de références fiables concernant l'agriculture biologique, ses effets environnementaux en France en général et dans le bassin de la Seine en particulier. Nos travaux contribuent à combler ce déficit de connaissance.

La thématique abordée dans ce projet de recherche est très importante sur le plan sociétal compte tenu des discussions actuelles sur l'avenir de l'agriculture dans le contexte de la révision de la PAC. Les agriculteurs ont besoin de connaissances et de références pour garantir leur transition vers une agriculture productive mais respectueuse de leur environnement sur tous les plans, la protection de la qualité de la ressource en eau concernant plus particulièrement notre étude.

Les premiers résultats de cette étude sont prometteurs : bien que nous ne puissions pas encore conclure, il apparait que les émissions de N_2O et le lessivage du nitrate soient moins élevés en agriculture biologique, et c'est aussi ce que montre l'analyse préliminaire de la littérature publiée.

A notre grande stupéfaction, il n'existe pas en France de données publiées sur le lessivage sous-racinaire en agriculture biologique. Nous savons pourtant ne pas être les premiers à avoir mis en œuvre ce type de travaux (cf. la conversion du domaine de Mirecourt par l'INRA, publication soumise), mais il semble que les résultats de ces recherches n'aient fait l'objet que de rapports ou de mémoires relativement confidentiels. L'agriculture biologique semble avoir longtemps souffert d'un déficit de considération par les organismes publics de recherche agronomique tels que l'INRA.

Le cadre du PIREN-Seine qui réunit différents organismes, constitue un lieu privilégié de dialogue entre scientifiques, partenaires gestionnaires, voire associations citoyennes pour examiner comment organiser une agriculture socialement acceptable pour les agriculteurs et durable pour l'environnement, tout en préservant nos ressources en eaux.

6 Références

Bachinger, J., Stein-Bachinger, K. (2000). Organic farming on large farms with special reference to Eastern Germany: management strategies, environmental effects and economic aspects. In:Wilson, M.J., Maliszewska-Kordybach, B. (Eds.), Soil Quality, Sustainable Agriculture and Environmental Security in Central and Eastern Europe: Proceedings of theNATOAdvanced Research Workshop (NATO Science Series: 2, Environmental security, 69). Pulawy, Poland, 13–17 October 1997. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 125–138

Bonny S (2006) L'agriculture biologique en Europe: situation et perspectives. Notre Europe (http://www.notre-europe.eu/ fileadmin/IMG/pdf/Bonny_Agribio.pdf).

Cébron A., Garnier J. (2005). Nitrobacter and Nitrospira genera as representative of the nitrite oxidizing bacteria: detection, quantification and growth along the lower Seine River. Wat. Res., 39: 4979-4992

Cugier Ph., Billen G., Guillaud, J.F., Garnier, J. & Ménesguen A. (2005). Modelling the eutrophication of the Seine Bight (France) under historical, present and future riverine nutrient loading. J. Hydrol. 304: 381-396.

Garnier J., Billen G., Vilain G., Martinez A., Mounier E., Silvestre M., Toche F. (2009). Nitrous oxide (N2O) in the Seine river and basin: observations and budgets. Agric. Ecosyst. Environ. 133 : 223–233. doi:10.1016/j.agee.2009.04.024.

Garnier J.A., E.M. Mounier A.M. Laverman, G. Billen (2010). Potential denitrification and N_2O production in the sediments of the Seine River drainage network (France). Journal of Environmental quality, 39: 449-459.

Hutchinson, G. L., et Livingston, G. P., 1993. Use of chamber systems to measure trace gas fluxes. ASA special publication (USA).

Jones, M. N., 1984. Nitrate reduction by shaking with cadmium: alternative to cadmium columns. Water research(Oxford) 18, 643–646.

Livingston, G. P., et Hutchinson, G. L., 1995. Enclosure-based measurement of trace gas exchange: applications and sources of error. Biogenic trace gases: measuring emissions from soil and water, 14–51.

Slawyk, G., et MacIsaac, J. J., 1972. Comparison of two automated ammonium methods in a region of coastal upwelling. Deep-Sea Res 19, 521–524.

Thieu V., **Garnier J.**, G. Billen (2010). Assessing impact of nutrients mitigation measure along rivers continuum to southern bight of the North Sea. Science of the Total Environment, 408:1245–1255.

Thieu V., Billen G., **Garnier J.**, Benoit M. (2010). Nitrogen cycling in a hypothetical scenario of generalised organic agriculture in the Seine, Somme and Scheldt watersheds. Reg Environ ChangeDOI 10.1007/s10113-010-0142-4

Vilain, G., Garnier, J., Tallec, G., Cellier, P. (2010). Effect of slope position and land use on nitrous oxide (N2O) emissions (Seine Basin, France). Agricultural and Forest Meteorology 150, 1192-1202.

Vilain G., Garnier J., Tallec G., Tournebize J. (2011). Temporal and spatial indirect N2O emissions from shallow groundwater in an agricultural catchment (France). Biogeochemistry. DOI 10.1007/s10533-011-9642-7

Vilain G., Garnier J., Decuq C., Lugnot M., Subm. Nitrous oxide production by nitrification vs. denitrification in experimental conditions. J.Environ. Qual.

Vilain G., Garnier J., Roose−Amsaleg C., Laville P. (2011). Potential denitrification and N2O production from soils in a farming catchment area. Nutrient Cycling in Agrosystems. DOI 10.1007/s10705-011-9470-0